

DOI: 10.5846/stxb202011303055

隋玉正, 孙大鹏, 李淑娟, 徐永臣, 吴晶晶. 碳储存变化背景下东营市海岸带生态系统保护修复. 生态学报, 2021, 41(20): 8112-8123.

Sui Y Z, Sun D P, Li S J, Xu Y C, Wu J J. Study of coastal zone ecosystem restoration in the context of carbon storage change: a case of Dongying City. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(20): 8112-8123.

碳储存变化背景下东营市海岸带生态系统保护修复

隋玉正^{1,*}, 孙大鹏¹, 李淑娟², 徐永臣³, 吴晶晶⁴

1 青岛理工大学建筑与城乡规划学院, 青岛 266033

2 中国海洋大学管理学院, 青岛 266100

3 中国海洋大学海洋地球科学学院, 青岛 266100

4 青岛大学旅游与地理学院, 青岛 266071

摘要:生态修复是指在不同人为干预程度下,协助已遭受退化、损伤或破坏的生态系统恢复的过程。我国海岸带地区资源丰富、地理位置优越,但过度的开发建设活动严重破坏了当地的生态环境,急需对受损的海岸带生态系统进行保护和修复。以东营市海岸带地区为例,运用 InVEST 模型对其 2005、2010、2015 和 2018 年 4 个时间段的碳储存功能进行评估并分析碳储存及“碳源碳汇”的动态变化,以间接反映出区域生态系统的稳定性和健康程度。结果表明,2005—2018 年东营市海岸带碳储存功能持续减弱,13 年间碳储存总量减少了 1.341×10^6 t,生态系统碳储存功能受到严重破坏,其中有 8.68×10^4 hm² 生态系统碳储存功能评价等级为差和极差,空间上受损最为严重的区域主要分布在岸线附近的北部、东北部和东南部。按照东营市海岸带碳损失空间差异和生态系统演替规律,从 3 个方面提出相应的修复方案,包括加强恢复区保护力度、稳定碳储存能力,整顿辅助区粗放模式、塑造碳储存廊道和退还重建区滨海湿地、扭转碳损失趋势,以期通过改善和恢复研究区海岸带生态系统碳储存功能,实现对受损生态系统的有效保护和修复。

关键词:海岸带; InVEST 模型; 生态系统; 碳储存; 生态修复

Study of coastal zone ecosystem restoration in the context of carbon storage change: a case of Dongying City

SUI Yuzheng^{1,*}, SUN Dapeng¹, LI Shujuan², XU Yongchen³, WU Jingjing⁴

1 College of Architecture and Urban Planning of Qingdao University of Technology, Qingdao 266033, China

2 School of Management, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

3 School of Marine Earth Sciences, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

4 School of Tourism and Geography, Qingdao University, Qingdao 266071, China

Abstract: According to the concept developed by the Society for Ecological Restoration, ecological restoration is the process of assisting in the recovery of the degraded, damaged or destroyed ecosystems with varying degrees of human intervention. Coastal zone is an extremely important carbon pool in the world. High-intensity development leads to serious degradation of coastal ecosystem and weakening of carbon sequestration capacity of ecosystem. It is urgent to protect and repair the damaged coastal ecosystem. The change of carbon storage function can indirectly reflect the stability and health of the ecosystem. Studying the spatial and temporal variation differences and laws of carbon storage in coastal zones can scientifically guide the protection and restoration of coastal ecosystems. In this paper, the carbon storage function of Dongying coastal zone in 2005, 2010, 2015 and 2018 was evaluated by InVEST model, and the dynamic changes of carbon

基金项目:国家社会科学基金重大项目(16ZDA049);国家自然科学基金项目(51808305);山东社科规划项目(18CLYJ59)

收稿日期:2020-11-30; **采用日期:**2021-08-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: suiyuzheng_qd@163.com

storage and ' carbon source carbon sink ' in the study area were analyzed. According to the spatial difference of carbon loss in coastal zone and the law of ecosystem succession, the restoration scheme was proposed. The results showed that during 2005—2018, a large number of coastal wetlands in the coastal zone were artificially developed, the primary ecological landscape was destroyed, and the carbon storage function continued to weaken. The total amount of carbon storage decreased by 1.34×10^6 t in 13 years, among which the evaluation level of carbon storage function of regional ecosystem in 868 km² was poor and extremely poor. Spatially, the most severely damaged areas are mainly located in the northern, northeastern and southeastern parts of the coastline, with significant ecosystem destruction and degradation. According to the degree of carbon loss, Dongying coastal zone is divided into natural recovery area, artificial auxiliary area and ecological reconstruction area. By Adjusting and changing land use development methods to mitigate damage to the coastal zone ecosystem from human activities and restoring the native vegetation landscape of the area. In the natural recovery area, it is suggested to strengthen the protection of the recovery area and stabilize the carbon storage capacity. In the artificial auxiliary area, it is suggested to rectify the extensive mode of auxiliary area and shape the carbon storage corridor; In the ecological reconstruction area, it is suggested to return the coastal wetland in the reconstruction area to reverse the trend of carbon loss. By improving and restoring the carbon storage function of coastal ecosystem, the protection and restoration of the overall ecosystem in the study area can be realized.

Key Words: coastal zone; InVEST model; ecosystem; carbon storage; ecological restoration

2004年, SER(国际生态修复学会, Society for Ecology Restoration)提出“生态修复是协助已遭受退化、损伤或破坏的生态系统恢复的过程”,明确了生态修复这一工作的根本是对受损生态进行整体、系统的恢复而不是改变^[1]。2016年, SER在联合国生物多样性大会上发布了《生态修复实践国际标准》,随后多国以该标准为基础,相应制定了生态修复的标准或指南,如澳大利亚的《澳大利亚生态修复实践国家标准》和我国的《山水林田湖草生态保护修复工程指南》。

海岸带滨海湿地是全球极为重要的碳库,因其位于陆地生态系统与海洋生态系统相互作用的交界地带而成为典型的生态脆弱区^[2-3]。目前我国国土资源尤其是海岸带地区开发利用强度高,大量的建设用地、海水养殖用地和不同规模的围填海取代了滨海湿地原生的生态斑块,景观格局破碎,湿地面积急速萎缩,生态系统碳储存功能严重受损,导致海岸带“碳汇区”转变为“碳源区”而向大气中释放出大量的CO₂,引起其他生态系统服务功能无法正常发挥,引发生态环境恶化、生态系统退化等问题,如生物多样性减少、生态系统服务价值降低等^[4-5]。在生态文明建设背景下,相关专家学者近年来针对生态修复的理论、方法及应用实践等方面的研究如雨后春笋般涌现,从土壤污染治理到水土保持修复,从森林植被到河流湖泊等都取得了良好的成果。从生态系统服务的角度来看,其碳储存功能可以有效的将有机碳进行封存固定,改善区域生态环境,进而对受损的生态系统起到有效的保护和恢复。因此,国内外相关学者已经着手于生态系统碳储存方面的研究,将其运用到生态保护修复工作中。在陆地生态系统方面, Olafur Arnalds^[6]、徐凯健^[7]、方精云^[8]等人通过研究碳储存效应实现了相关生态修复的目标,提出应当构建生态修复的新模式;海岸带湿地生态系统方面, Kareksela Santtu^[9]、Yadav Sapkota^[10]、Glenn M. Suir^[11]和唐剑武^[12]和 Ariana E. Sutton-Grier^[13]等人通过对滨海湿地蓝色碳汇功能的恢复,讨论研究了其在生态修复方面的价值和作用。

东营地处山东省北部的黄河入海口三角洲地带,自然资源丰富,地理位置优越,是我国黄河流域生态保护和高质量发展战略的终点站、黄河三角洲中心城市和重要的石油基地。但近年来随着油气开采、化工发展、海水养殖和城市扩张等因素,东营市海岸带地区承受来自陆地环境与海洋环境、自然活动与人类活动等多方面的影响,滩涂湿地被大量开发侵占,地区生态系统固碳功能受到严重破坏,生态环境愈加恶化,生态系统退化显著^[14-15]。

鉴于此,本文以东营市海岸带地区为例,结合 InVEST 模型对研究区不同时间段的碳储存功能进行评估

模拟,识别其碳储存空间格局所存在的问题,分析其碳损失程度以划定生态修复分区,最后根据国内外生态保护修复标准和原则从提升海岸带碳储存功能角度出发,提出相应的生态保护修复方案建议和意见,旨在为区域尺度的生态修复工作提供可行的思路。

1 研究区概况

研究区位于山东省北部沿海东营市境内,东邻莱州湾,北接渤海湾,地理范围介于 $118^{\circ}05'E-119^{\circ}15'$ 与 $37^{\circ}00'N-38^{\circ}10'$ 之间(图 1)。区域地处暖温带半湿润季风气候区,年降水量在 600 mm 左右且多集中在夏季,年均气温约 $12^{\circ}C$,面积约为 $7.2 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 。地形以平原为主,由黄河携带大量入海泥沙在渤海入海口处慢慢沉降以及近海波浪搬运沉积而成;地貌类型复杂,湿地广布多样,有河流湿地、河口湿地、潮间带滩涂湿地、潮上带重盐碱化湿地和芦苇沼泽等湿地类型^[16]。区内资源丰富,集湿地、港口、水产、海盐、油气等资源于一身,同时也具有丰富的生物资源,是我国重要的鸟类栖息繁殖地和鱼类索饵场。

根据我国《全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程》相关规定,以海岸线内陆侧 10 km 至海域 10—15 m 等深线范围定义为海岸带^[17]。本文以东营市海域 10 m 等深线与海岸线陆侧约 10 km 所围成的地区作为研究区域,将等深线 0—6 m 范围作为滨海湿地,等深线 6—10 m 范围作为浅海,以此展开生态保护修复的研究。

2 数据来源和研究方法

2.1 数据来源

1) 遥感数据来源

考虑到自然因素的干扰,本文所选取的遥感数据是研究区范围内 2005、2010、2015 和 2018 年共 4 期同一时段(夏季)、空间分辨率为 30 m、云量在 4% 以下的 Landsat 陆地卫星遥感影像,其中 2005 年和 2010 年遥感数据来自美国地质勘探局网站(<http://glovis.usgs.gov/>),2015 年和 2018 年遥感数据来自于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)。

2) 模型数据来源

InVEST 模型(生态系统服务功能权衡综合评估模型,Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs),由斯坦福大学、大自然保护协会、世界自然基金会共同研发,该模型能够定量分析多种生态系统服务功能(如:生境质量、碳储量、产水量和水体净化等),与其他评估模型相比,其易于操作且评估结果更加形象直观,可以有效避免评估过程中容易产生的计算误差,因此近年来在诸多部门制定决策中被广泛应用以提供参考依据。

模型中的 Carbon(碳储存)模块包含 4 个碳库数据:地上生物碳库、地下碳库、土壤碳库和死亡有机物碳库数据,其中地上生物碳库和地下碳库也称生物量初始碳库。本文旨在研究海岸带地区碳储存总量动态变化情况,因此对模型的 4 类碳库不做深入研究。地上生物碳库数据根据参考文献^[18-21],按照相关学者对黄河三

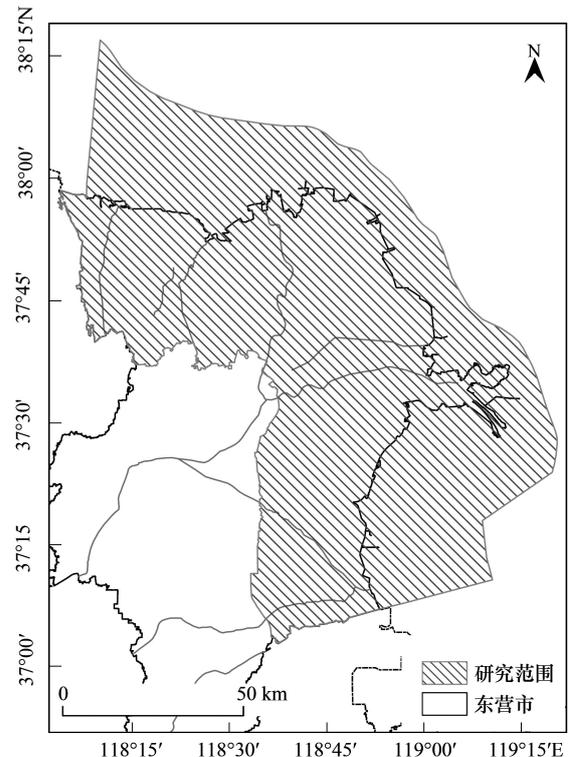


图 1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of the study area

角洲地区各植被类型生物量取样收集、烘干称重等,最终根据实测结果估算获得。地下碳库数据参考地上生物数据,根据学者对湿地不同植被地上和地下生物净初级生产力的测定研究^[22],以地上生物量的 30%—80% 比例估算获得,其中养殖用地参考学者对胶州湾蛤仔生物计量研究^[23],取冬夏季节平均值作为养殖用地地下碳密度数据。土壤碳库,指在一定深度范围内单位面积土体中的有机碳储量,即相应土层有机碳密度(kg/m^3)乘以深度(m),InVEST 模型默认图层深度为 1m,本文以表层土壤(0—30cm)有机碳密度数据为主,参考相关学者对黄河三角洲湿地土壤有机碳含量研究测定结果^[24-26],按照处理后的研究区用地类型对应黄河三角洲土壤碳密度差值范围选取获得。死亡有机物碳库,指死亡植物和枯枝落叶中的有机碳含量,其碳库数据缺乏且占总碳库比重较小,该碳库数据按照文献^[27-28]以及山东半岛北部滨海湿地碳沉积与埋藏的相关研究结果^[29],按照不同植被类型凋零物占植物体比例的 3%—10% 范围估算获取,其中养殖用地死亡有机物碳库数据参考学者关于贝类养殖的碳循环贡献度^[30]及不同贝类养殖固碳速率^[31]等研究结果获取。

2.2 研究方法

1) 遥感解译处理

以 GIS 和 ENVI 为技术平台,参照全国生态遥感监测土地利用/土地覆盖分类体系,依据光谱特征对 4 期影像进行遥感数据解译处理,划分研究区土地利用类型。为保证研究的可行性和模型评估结果的直观性,进一步结合实地调研结果和有关黄河三角洲区域的研究资料^[32-34],并参考山东天地图(<http://www.sdmap.gov.cn/>)时空影像对遥感解译的结果进行细化调整,最终将土地利用类型划分为水田、旱地、林地、草地、河流湖泊、坑塘水库、滨海湿地、养殖池、城乡建设用地、其他建设用地、盐田、植被盐沼和浅海,共 13 类(图 2)。

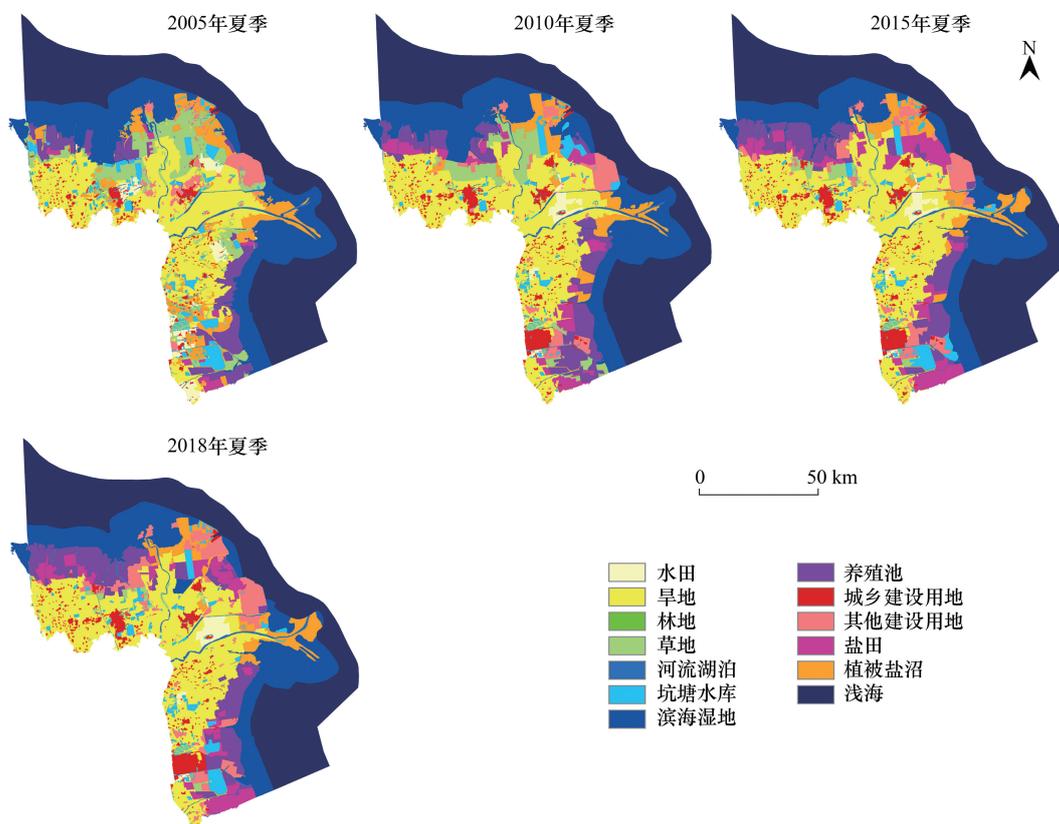


图 2 研究区四期土地利用分类

Fig.2 The fourth stage land use classification in the study area

2) InVEST 模型

本文采用 InVEST 模型的 Carbon(碳储存)模块是将土地利用类型作为评估单元,根据各类用地的分布面积以及所对应的研究区土地利用类型的碳密度值(表 1),最终计算得到其碳储存总量(C_{total})。

碳储存总量计算公式:

$$C_{i-total} = C_{i-above} + C_{i-below} + C_{i-soil} + C_{i-dead} \quad (1)$$

$$C_{total} = \sum_{i=1}^n C_{i-total} \times S_i \quad (2)$$

式中, i 表示一类土地利用类型, $C_{i-total}$ 示该类土地利用类型的总碳密度; $C_{i-above}$ 表示*i*类用地的地上生物碳密度; $C_{i-below}$ 表示*i*类用地的地下植物根系碳密度; C_{i-soil} 表示*i*类用地的土壤中的有机碳密度; C_{i-dead} 表示*i*类用地的植物凋零物及死亡生物的碳密度; C_{total} 表示研究区的碳储存总量; S_i 表示土地利用类型总面积; n 表示土地利用类型的总数。其中,碳密度的单位为 t/hm^2 ;地类面积单位为 hm^2 。

表 1 研究区土地利用类型四类碳库信息/(t/hm^2)

Table 1 The information of four types of carbon pools in the study area for different land use types

土地利用类型 Land use types	地上碳密度 Aboveground carbon density	地下碳密度 Underground carbon density	土壤碳密度 Soil carbon density	死亡有机物碳密度 Dead organic carbon density
水田 Paddy field	8.5	5.0	26.3	0.3
旱地 Dry field	11.0	3.0	17.8	0.4
林地 Woodland	34.2	7.4	19.1	2.8
草地 Grassland	12.6	5.6	15.8	1.4
河流湖泊 River and Lake	1.5	0.5	25.5	0.0
坑塘水库 Reservoir	0.6	0.5	26.7	0.0
滨海湿地 Coastal wetland	3.2	0.7	15.3	0.2
养殖池 Marine aquaculture	0.5	0.4	12.7	1.1
城乡建设用地 Urban land	0.0	0.0	14.0	0.0
其他建设用地 Other construction land	0.0	0.0	14.6	0.0
盐田 Salt field	0.0	0.0	14.4	0.0
植被盐沼 Salt marsh	7.0	2.5	20.0	0.5
浅海 Shallow sea	2.0	1.0	26.0	0.0

3 研究结果与分析

3.1 用地变化

根据表 2 和图 3,2005—2018 年东营海岸带地区土地利用类型时空变化明显,,水田、草地、林地、滨海湿地和植被盐沼等用地类型呈现不同程度的减少,养殖池、盐田和建设用地增长趋势。其中,草地变化最大,13 年间由 53748.34 hm^2 到骤减到 5080.26 hm^2 ,面积减少了 90.55%,主要原因是耕地的大量开垦和盐田、养殖池的扩张;2005 年植被盐沼面积约为 48926.22 hm^2 ,至 2018 年为 27756.39 hm^2 ,面积减少了 43.68%;2018 年水库坑塘面积为 20701.37 hm^2 ,滨海湿地面积为 43085.28 hm^2 ,相比 2005 年分别减少了 6195.16 hm^2 和 21940.64 hm^2 ,两类用地大部分转化为养殖池。在此期间,盐田和其他建设用地增长速率最快,盐田面积呈直线型上升,由 2005 年 6168.43 hm^2 至 2015 年达到顶峰(39734.44 hm^2),到 2018 年缓慢回落到 36774.85 hm^2 ,13 年间增长速率为 496.18%,回落原因主要是养殖产业经济效益较盐田高导致部分盐田用地转化为养殖池;其他建设用地(主要以油田、石油工业用地为主),2018 年用地面积为 37668.51 hm^2 ,较 2005 年面积增加了 19532.64 hm^2 ,增长速率为 108.71%。养殖池面积由 2005 年 40444.94 hm^2 ,到 2018 年达 62211.53 hm^2 ,占地面积巨大,

利用方式粗放。

表 2 2005 年与 2018 年研究区用地类型面积转移矩阵

Table 2 Area transfer matrix of land use types between 2005 and 2018 in the study area

土地利用类型 Land use types	转移面积 Transfer area/(10^2 hm^2)													总计
	水田	旱地	林地	草地	河流湖泊	水库坑塘	滨海湿地	养殖池	城乡建设用地	其他建设用地	盐田	植被盐沼	海洋	
水田 Paddy field	3.80	97.77	0.00	0.01	0.57	4.14	0.00	3.36	25.50	3.49	0.96	0.00	0.00	139.60
旱地 Dry field	71.31	1086.88	0.02	4.25	2.74	20.23	10.35	47.58	33.14	32.27	24.61	17.53	0.00	1350.91
林地 Woodland	0.00	0.54	0.00	0.00	0.22	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.26	0.00	1.20
草地 Grassland	0.98	191.53	0.15	39.77	3.22	17.42	24.44	65.79	10.14	70.76	53.74	59.45	0.00	537.38
河流湖泊 River and Lake	0.15	4.19	0.00	0.10	51.72	1.52	1.21	1.53	0.50	1.68	0.66	3.83	0.00	67.10
水库坑塘 Reservoir	2.79	43.41	0.00	2.63	0.24	140.27	0.00	33.06	7.30	24.34	11.70	3.14	0.00	268.89
滨海湿地 Coastal wetland	0.00	1.97	0.00	0.00	16.21	1.90	1068.67	152.57	2.18	21.84	23.91	72.52	0.47	1362.23
养殖池 Marine aquaculture	0.00	6.36	0.00	0.00	2.65	1.13	1.66	239.56	3.08	54.79	95.03	0.05	0.00	404.31
城乡建设用地 Urban land	0.73	23.00	0.00	0.32	0.13	0.20	0.00	0.67	107.31	1.61	0.00	0.00	0.00	133.97
其他建设用地 Other construction land	0.00	34.99	0.00	0.38	0.18	1.39	3.97	1.85	13.34	93.35	20.46	11.36	0.00	181.27
盐田 Salt field	0.00	0.16	0.00	0.14	0.36	0.00	0.01	7.02	0.16	5.13	48.55	0.12	0.00	61.66
植被盐沼 Salt marsh	1.51	84.72	0.01	3.18	3.95	18.72	45.68	63.41	33.01	72.38	45.18	117.39	0.00	489.15
浅海 Shallow sea	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	2177.11	2177.50
总计 Total	81.28	1575.53	0.18	50.78	82.20	206.93	1156.38	616.40	235.81	381.63	324.80	285.66	2177.58	7175.17

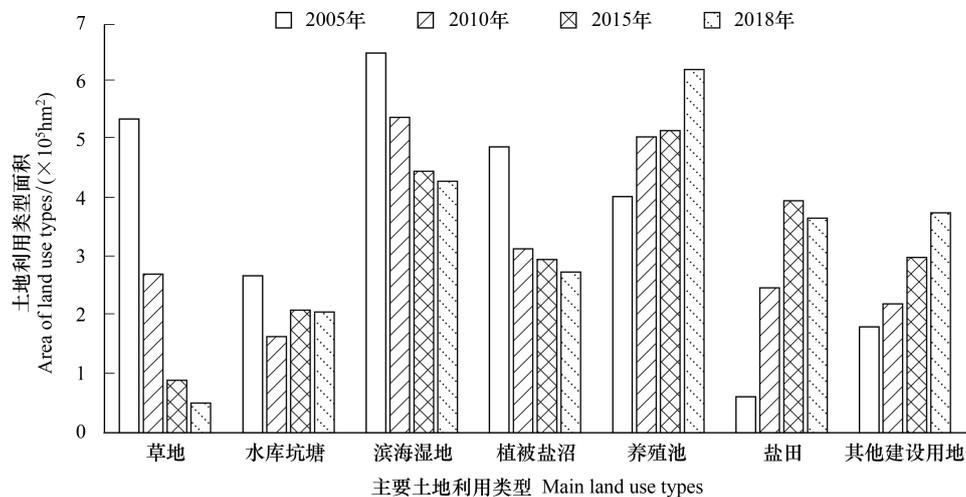


图 3 研究区 4 个时期主要土地用地类型变化

Fig.3 Change of main land use types in the study area of four periods

3.2 碳储存时空演变

3.2.1 碳储存总量变化

基于 InVEST 模型碳储存 (Carbon) 模块的土地利用类型四大碳库的碳密度值计算得到研究区每个栅格单元的碳储量 (图 4)。结果表明,单位栅格碳储量区间值在 0.132—0.635 t,其中栅格碳储量最高的是林地,其次是水田;最低的是城乡建设用地,其次是其他建设用地。从模型输出结果可以看出,2005—2018 年期间单位栅格碳储量较低的用地类型面积大致沿岸线呈环状持续增加,栅格碳储存量较高的用地类型面积主要集中在岸线陆侧,但随时间变化而面积越来越小。通过不同时期各用地类型栅格数量与之相对应的单位栅格碳储量的乘积计算,得到研究区 2005—2018 年的碳储存总量 (表 3):2005 年为 1.989×10^7 t,2010 年为 $1.903 \times$

10^7 t, 2015 年为 1.869×10^7 t, 2018 年为 1.853×10^7 t。13 年间碳储存总量共减少 1.341×10^6 t, 其中研究区海岸线陆侧地区碳储存量年损失率高达 13.62%, 并从图 5 所示的碳储存变化趋势来看未来总量仍将持续减少。海岸带生态系统碳储存能力受到严重破坏, 区域生态环境受到威胁。

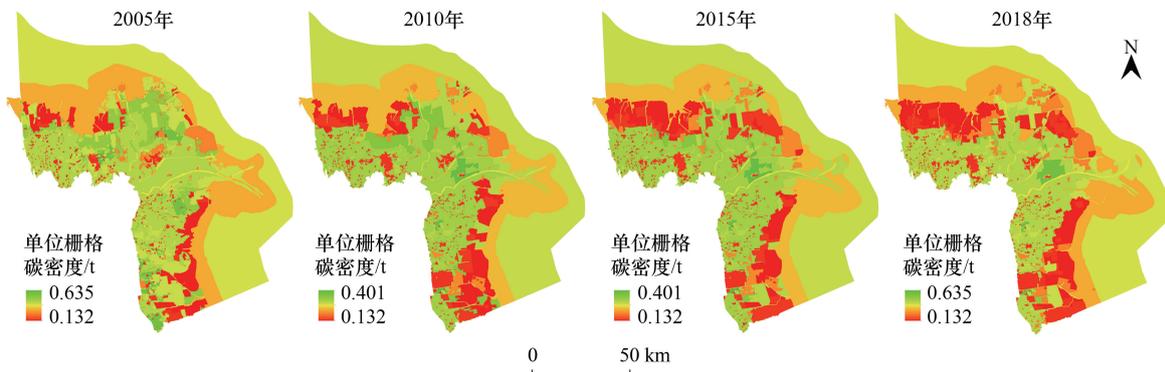


图 4 研究区四期单位栅格碳储量分布

Fig.4 Distribution of carbon storage per unit grid during the four periods of the study area

表 3 研究区 4 个时段总碳储量

Table 3 Total carbon reserves during the four periods in the study area

年份 Year	2005	2010	2015	2018
碳储存总量 Total of carbon storage/ $(\times 10^7$ t)	1.989	1.903	1.869	1.853

3.2.2 碳储存空间变化

海岸带生态系统碳储存的动态变化决定着区域碳储存总量的增加或减少, 即不同时段土地利用方式的更替会导致原来具有较高碳储量的“碳汇”地区转变为碳储量较低的“碳源”地区而向大气中释放大量的碳, 这一碳排放过程仅次于化石燃料的燃烧, 威胁生态系统健康^[35]。本文进一步利用 ArcGIS 分析 2005—2018 年四期每相邻两个时间段的碳储存评估结果, 按照单位栅格用地碳储量的增减得到研究区生态系统碳储存空间演变结果, 并将其划分为“碳汇区”、“收支平衡区”和“碳源区”(图 6、表 4)。研究表明, 2005—2010 年期间, 碳汇区明显小于碳源区, 碳储存功能受到严重破坏; 2010—2015 年, 碳源区相对减少, 但面积依然大于碳汇区; 2015—2018 年期间, 碳源区与碳汇区面积相差较小, 碳源区与碳汇区的转化趋于稳定。总体来看, 2005—2018 年期间变化结果反映出研究区生态系统的碳储存功能减弱、部分碳汇区转变为碳源区, 生态系统受到积累性的退化影响和威胁。

3.3 原因分析

(1) 碳储存总量变化原因。根据 2005—2010 年期间东营市土地利用数据, 海岸带地区发展迅速、扩张力度惊人, 大量草地、滩涂湿地被开发为建设用地、油田、盐田和养殖池, 即单位栅格碳储量较高的用地大量被开

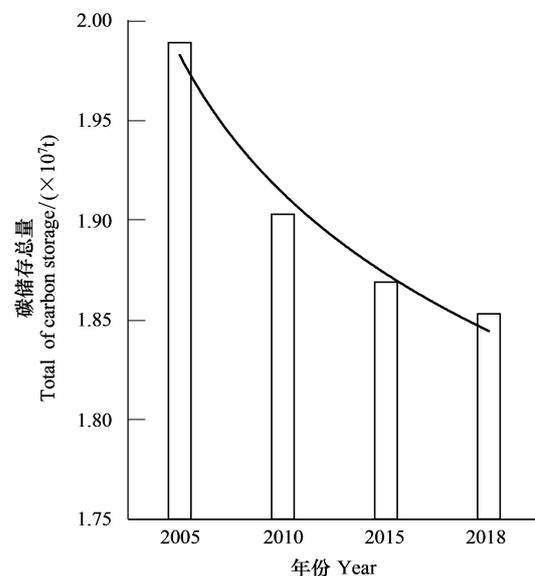


图 5 研究区 2005 年至 2018 年碳储存总量变化图

Fig.5 Chart of total carbon storage in the study area from 2005 to 2018

发为碳储量较低的用地,生态系统碳储存功能在此期间受到极为严重的破坏,碳储存总量急剧下降,生态系统受损明显。2010—2015 年期间,研究区的碳储存总量仍然下降明显,此期间盐田和养殖池面积持续扩大,海岸带地区仍以粗放的开发利用方式为主,碳储存功能受到持续性破坏,生态问题逐渐积累。2015—2018 年期间,研究区碳储存总量持续减少,但减少程度相对变缓,此期间水产养殖行业较盐田具有更好的经济效益,用地变化以盐田和养殖用地的相互转化为主,而两者单位面积碳储量差距不大,因此碳储量变化并不明显。

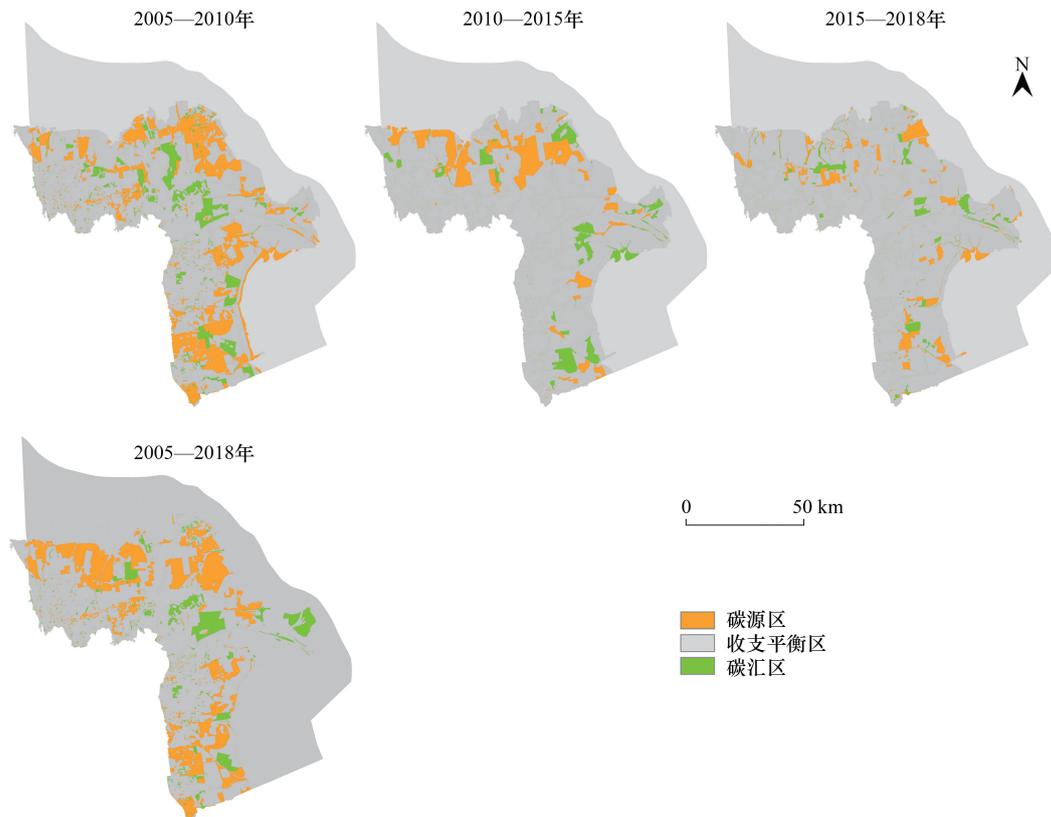


图 6 碳汇、碳源区域划分

Fig.6 Regional division of carbon sink and carbon source

表 4 碳储存演变分析

Table 4 Analysis of carbon storage evolution

时间段 Time periods	区类 Partition types	面积 Area/(hm^2)	时间段 Time periods	区类 Partition types	面积 Area/(hm^2)
2005—2010 年	碳汇区	34425.08	2015—2018	碳汇区	18842.48
	碳源区	97113.81		碳源区	22054.55
2010—2015 年	碳汇区	26980.74	2005—2018	碳汇区	31046.13
	碳源区	51361.58		碳源区	98630.10

2) 碳储存能力空间演变分析。2005—2018 年期间,东营市海岸带滨海湿地、草地和植被盐沼等被大量开垦,生物量初始碳库和土壤碳库受破坏而降低,导致其生态系统碳储存能力持续减弱。因此,本文提取碳源区数据进行叠加分析得到其单位栅格的碳损失程度。通过 NBC(自然间断点分类法)按照碳损失程度对生态系统碳储存功能进行分级评价,如图 7 所示,评价结果分为良好(0)、一般(-0.05—0)、差(-0.14—-0.05)和极差(-0.49—-0.14)4 个等级,并对 4 类等级的面积进行统计(表 5),以识别研究区生态系统受损区域及受损程度。其中碳储存功能评价等级极差的地区面积约为 19465.4 hm^2 ,等级为差的地区面积约为 67301.74 hm^2 ,两者面积占除浅海外剩余地区的 20.12%。评价结果反映出生态系统碳储存功能受损地区主要沿岸线呈半环状分布,其中岸线的东北一直延伸到西北部一带和东南部地区开发早、强度大、密度高,区域碳储存功能衰退

最为严重,生态系统退化明显;西南部地区结合影像分析发现,生态系统碳储存受损主要原因是城市发展、城乡居民用地扩张;外围浅海区自 2005 年以来开发利用方式相对稳定,总体变化不大。

表 5 研究区生态系统碳储存功能评价等级面积

Table 5 Area of evaluation grades of ecosystem carbon storage function in the study area

功能评价等级 Grades of function evaluation	良好 Good	一般 General	差 Poor	极差 Very poor
面积 Area/hm ²	438034.72	192985.17	67301.74	19465.40

4 生态修复策略

根据上述研究表明东营市海岸带生态系统碳储存功能受损严重且呈现逐年减弱趋势,区域碳储存功能的强弱反映出其生态系统的稳定性与健康程度。因此本文结合相关生态修复指南和标准,按照以本地适宜生态系统为参照和自然恢复为主、人工修复为辅两大原则,根据碳储存损失程度制定相应的生态修复措施,以求最大限度的开展全面修复,逐渐恢复健康的海岸带生态系统,提升研究区的可持续发展水平。

4.1 修复参照与区类划分

1) 修复参照。东营市海岸带地区多年来因人为的过度干预(如耕地、盐田、养殖池、修坝、采油开发等),大面积的贝壳堤、沼泽地和冲积平原被破坏,生态系统碳储存功能受损,生态系统退化严重。生态修复应以本地适宜的生态系统为优先参照,在修复措施和技术方案上要优先选择当地物种,避免因引入不适宜的外来物种而导致的修复资源浪费和物种的入侵现象。东营市海岸带的地貌形态、海岸侵蚀与淤积以及沉积物成分特征等决定了区内水分、盐分的分布,是滨海湿地发育和演变的基础,影响控制着滨海湿地的生物群落结构、特征和湿地植被的演替^[36]。本文根据前人对黄河三角洲的相关研究,结合东营市第三次土地调查结果、黄河三角洲地区滨海湿地物种空间分布和生态演替规律等研究资料,东营市海岸带依次由裸滩地、贝壳堤、沼泽地、冲击海积平原组成自海到陆的地貌类型,以此构建东营市海岸带生态系统修复参照^[37-38],如图 8 所示。

2) 修复区类划分。生态系统的退化受损情况决定了保护修复工作的人为干预程度。结合 SER、澳大利亚与我国的生态修复指南的原则和规定,根据研究区碳储存总量变化情况和生态系统碳储存功能评价结果,以全区覆盖为标准,如图 9 所示,将生态修复区域划分为自然恢复区、人工辅助区和生态重建区,根据栅格大小统计各修复区类面积(表 6)。其中,生态重建区以生态系统碳储存功能评价等级极差区域为主,人工辅助区主要包括评价等级较差区域,碳储存功能评价等级一般和良好区域则划为自然恢复区。

表 6 三类生态修复区域面积

Table 6 Area of three types of ecological restoration area

修复区类 Restoration area category	自然恢复区 Natural Recovery Area	人工辅助区 Manually assisted area	生态重建区 Ecological reconstruction area
面积 Area/hm ²	640376.05	58014.09	19396.89

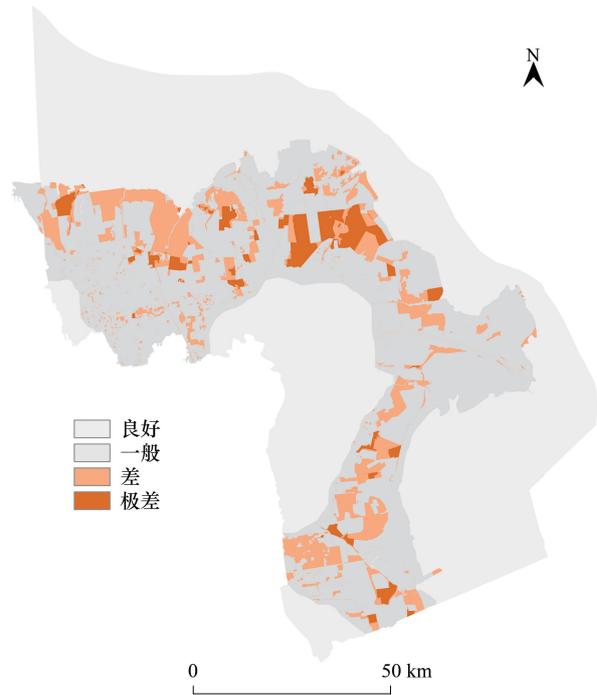


图 7 生态系统碳储存功能评价

Fig.7 Assessment of ecosystem health

4.2 修复方案

按照修复区划分的自然恢复区、人工辅助区和生态重建区结果,从扭转碳损失趋势、塑造碳储存廊道、提升碳储存能力 3 个方面,以生态重建为点,以修复廊道为线,以保护保育为面,构建东营市海岸带点、线、面相结合的生态修复总体方案,以实现生态系统碳储存能力的整体提升、生态环境全面改善和生态系统的有效修复。

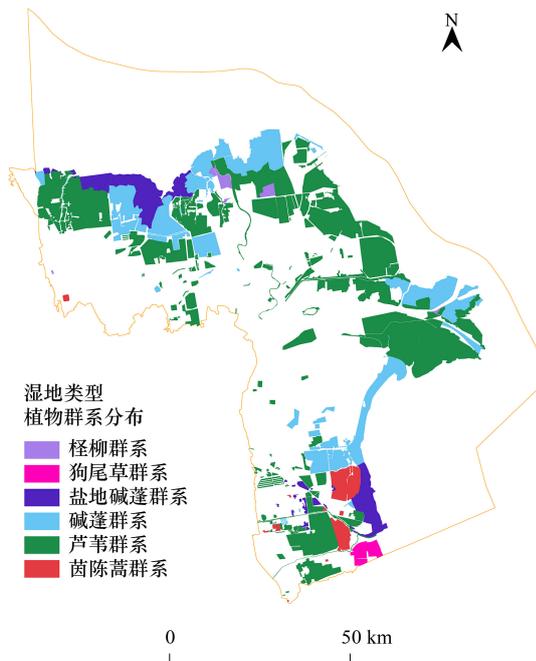


图 8 生态修复的植被参照图

Fig.8 Vegetation reference map for ecological restoration

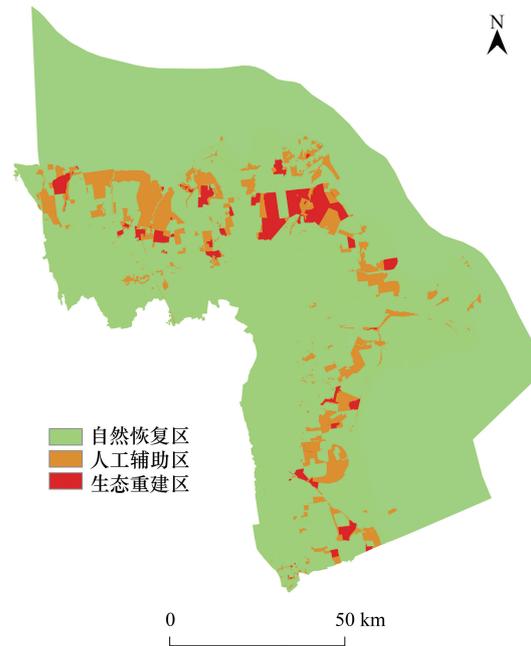


图 9 生态修复的区划分类图

Fig.9 Zoning map of ecological restoration

4.2.1 自然恢复区

海岸带生态系统碳储存功能评价等级一般和好的地区,建议生态修复主要以自然保护恢复手段为主,相对减少大体量修复工程的干预:①耕地地区,通过用地碳储量分析发现水田生态系统碳储存功能明显强于其他耕作方式,因此保障基本农田合理耕种的前提下提倡在水资源充足地区适当发展水稻种植,打造黄河水稻农产品知名品牌;②养殖用地注意科学养殖,制定周边景观植被责任制,谨防周边环境破坏;③保护林草地,在植被稀疏地区适当培育适宜的植被类型,提升植被覆盖度;④油田区域应严格控制污染排放,倡导生态发展,并根据油田所处景观地带,在矿区裸滩空地种植适宜生长的本土优势物种;⑤浅海地区防治水质污染,保护海草床、鱼类索饵场和洄游通道,制定合理休渔计划,防止过度捕捞等。最终通过对自然恢复区的保护修复实现区域生态系统碳储存能力的进一步提高。

4.2.2 人工辅助区

人工辅助区内盐田、滩涂养殖用地的土地集约利用度低,并且海岸带地区河流湿地、河口湿地是陆海交流平台 and 净化、削减污染物入海的天然屏障,具有保护河口近海渔业资源和防止水体富营养化的功能。长期以盐田和养殖为主要开发方式将会导致滨海湿地生态系统严重缺水,加剧湿地生物消退、面积萎缩等生态问题,加重生态系统碳储存功能的损失程度。为遏止人工辅助区的生态恶化趋势,提出了以下生态修复措施:①调整现有养殖池粗放方式,参照南方桑基鱼塘生态发展模式,对滩涂养殖池进行摸底调查,推广高效集约养殖技术以削减其开发面积,并在治理污染、淡水降盐的基础上改善水土条件,重新播种培育碱蓬、柽柳、芦苇等本土植被;②盐田用地面积过大,制盐卤水从地下水中大量抽取,极不利于地区生态健康,因此应当依据现状整合

盐山,加大科技投入改进制盐工艺以缩减用地面积。恢复周边原生湿地植被,形成独有的盐田生态机理景观;③研究区入海河流众多,为保障河口湿地生态功能的有效发挥,对河流河道地区进行整体排查,清理侵占河道的构筑物、疏浚河道并恢复水域两边的植被,实现生物护岸以减少人为工程干预而造成的次生破坏,并根据河流流量和宽度划定保护红线以确保流域的生态安全。

通过对盐田、养殖池及河流河道的辅助干预,恢复辅助区的湿地生态系统,连通区内生态斑块,塑造独具特色的滨海固碳生态廊道,为滨海生物提供栖息地,保护生物多样性,恢复生态系统碳储存功能。

4.2.3 生态重建区

生态重建区内盐田、养殖和油田等用地连片铺设,开发方式过于粗放,利用效率低,造成区域土壤表层性质结构硬化,并且阻隔了包括浅海在内各生态斑块的连通性,破坏了生物栖息地的完整性,是导致滨海湿地退化萎缩和海岸带动植物消退、引起生态系统碳储存量减少的主要原因之一。为改变重建区碳损失现象,需要对生态重建区内用地进行彻底整改:①对重建区内的养殖池、盐田用地采取补偿性的退养还滩、退盐还湿措施,油田等工业区域废弃矿井及时拆除,包括地面构筑物、周边污染物清理和深层井坑填埋;②按照滨海动植物适宜生长的生态环境重新治理水土条件、改善土壤结构;③根据本地生态系统参考重新种植适宜的植株,恢复重现芦苇、碱蓬、怪柳等原生景观,并设置监察站点,及时掌握修复进度。

退还重建区滨海湿地、恢复滨海植被,增加滨海湿地面积与斑块数量,有利于促进各斑块之间、海陆之间的相互连通;有利于滨海动物、植物及其根系的生长繁殖和枯枝落叶等凋零物回归土壤,增加重建区生物量碳储量、碳积累率和土壤的碳储量,扭转重建区碳损失现象,恢复重建区的碳储存功能,进而改善重建区的生态环境,逐渐修复受损的生态系统。

5 总结

本文通过运用 InVEST 模型对东营市海岸带地区进行碳储存功能模拟评估,结果表明其生态系统碳储存总量呈现出逐年下降趋势,碳储存功能受到严重的破坏。根据研究区 2005—2018 年期间土地利用变化,不合理的开发建设活动,如养殖池、盐田与工业用地的粗放利用和扩张,导致大量的滨海湿地被侵占,滨海湿地萎缩、生物消退现象明显,生态系统碳储存能力持续减弱,海岸带生态系统存在不同程度的退化。

根据东营市海岸带地区碳储存总量变化和碳损失程度,识别碳储存功能受损区域并将其划分为自然恢复区、人工辅助区和生态重建区三大生态修复区,针对性地提出加强恢复区保护力度、整顿辅助区粗放模式和退还重建区滨海湿地等生态保护修复方案策略。以期恢复东营市海岸带受损的生态系统,为海岸带生态修复提供参考和借鉴。

参考文献 (References):

- [1] 蒋国翔. 澳大利亚生态修复经验(十). 城市规划通讯, 2019, (24): 17-17.
- [2] 吴隽宇, 张一蕾, 江伟康. 粤港澳大湾区生态系统碳储量时空演变. 风景园林, 2020, 27(10): 57-63.
- [3] 郑开雄. 应对气候变化的滨海城市空间结构适应模式研究——以厦门为例[D]. 天津: 天津大学, 2018.
- [4] 徐彩瑶, 濮励杰, 朱明. 沿海滩涂围垦对生态环境的影响研究进展. 生态学报, 2018, 38(3): 1148-1162.
- [5] Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- [6] Arnalds O, Orradottir B, Aradottir A L. Carbon accumulation in Icelandic desert Andosols during early stages of restoration. *Geoderma*, 2013, 193-194: 172-179.
- [7] Xu K J, Chang C T, Tian Q J, Zeng H D, Xie J S. Recovery of forest carbon density and carbon storage in a soil-degraded landscape in southeastern China. *European Journal of Forest Research*, 2019, 138(3): 397-413.
- [8] 方精云, 于贵瑞, 任小波, 刘国华, 赵新全. 中国陆地生态系统固碳效应——中国科学院战略性先导科技专项“应对气候变化的碳收支认证及相关问题”之生态系统固碳任务群研究进展. 中国科学院院刊, 2015, 30(6): 848-857.
- [9] Kareksela S, Haapalehto T, Juutinen R, Matilainen R, Tahvanainen T, Kotiaho J S. Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting

- ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of the Total Environment*, 2015, 537: 268-276.
- [10] Sapkota Y, White J R. Carbon offset market methodologies applicable for coastal wetland restoration and conservation in the United States: a review. *Science of the Total Environment*, 2020, 701: 134497.
- [11] Suir G M, Sasser C E, DeLaune R D, Murray E O. Comparing carbon accumulation in restored and natural wetland soils of coastal Louisiana. *International Journal of Sediment Research*, 2019, 34(6): 600-607.
- [12] 唐剑武, 叶属峰, 陈雪初, 杨华蕾, 孙晓红, 王法明, 温泉, 陈少波. 海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用. *中国科学: 地球科学*, 2018, 48(6): 661-670.
- [13] Sutton-Grier A E, Moore A. Leveraging carbon services of coastal ecosystems for habitat protection and restoration. *Coastal Management*, 2016, 44(3): 259-277.
- [14] 骆永明. 中国海岸带可持续发展中的生态环境问题与海岸科学发展. *中国科学院院刊*, 2016, 31(10): 1133-1142.
- [15] 隋玉正, 陈小璇, 李淑娟, 孙大鹏, 马歆宁, 周涛. 海岸带蓝碳时空演变及其服务价值评估——以胶州湾为例. *资源科学*, 2019, 41(11): 2119-2130.
- [16] 刘峰. 黄河三角洲湿地水生态系统污染、退化与湿地修复的初步研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
- [17] 全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程编写组. 全国海岸带和海涂资源综合调查简明规程. 北京: 海洋出版社, 1986.
- [18] 董洪芳, 于君宝, 孙志高, 牟晓杰, 陈小兵, 毛培利, 吴春发, 管博. 黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征. *环境科学*, 2010, 31(6): 1594-1599.
- [19] 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 侯雪景, 蔡庆芳. 黄河三角洲滨海湿地植被的碳储量和固碳能力. *安全与环境学报*, 2012, 12(6): 145-149.
- [20] 黄玫, 季劲钧, 曹明奎, 李克让. 中国区域植被地上与地下生物量模拟. *生态学报*, 2006, 26(12): 4156-4163.
- [21] 宋红丽, 刘兴土, 王立志, 郁万妮, 董彬. 不同干扰程度下黄河三角洲植被群落有机碳分布特征. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 190-196, 203-203.
- [22] 梅雪英, 张修峰. 长江口湿地海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)的储碳、固碳功能研究——以崇明东滩为例. *农业环境科学学报*, 2007, 26(1): 360-363.
- [23] 咎肖肖. 胶州湾湿地菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)和芦苇(*Phragmites australis*)生物学与生态化学计量学研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013.
- [24] 于君宝, 王永丽, 董洪芳, 王雪宏, 栗云召, 周迪, 高永军. 基于景观格局的现代黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳储量估算. *湿地科学*, 2013, 11(1): 1-6.
- [25] 董洪芳, 于君宝, 管博. 黄河三角洲碱蓬湿地土壤有机碳及其组分分布特征. *环境科学*, 2013, 34(1): 288-292.
- [26] 李哲, 张仲胜, 李敏, 张红日, 宋晓林, 武海涛. 黄河三角洲盐沼表层土壤有机碳含量、可溶性有机碳含量及其官能团结构特征. *湿地科学*, 2019, 17(6): 645-650.
- [27] 薛卓彬. 基于 InVEST 模型的延河流域生态系统服务功能评估[D]. 西安: 西北大学, 2017.
- [28] 贾芳芳. 基于 InVEST 模型的赣江流域生态系统服务功能评估[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2014.
- [29] 曹磊. 山东半岛北部典型滨海湿地碳的沉积与埋藏[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2014.
- [30] 李海晏, 陈涛, 张海燕, 姚志通, 叶瑛, 夏枚生. 中国贝类养殖对海洋碳循环的贡献评估. *海洋科学*, 2014, 38(5): 39-45.
- [31] 张继红, 方建光, 唐启升. 中国浅海贝藻养殖对海洋碳循环的贡献. *地球科学进展*, 2005, 20(3): 359-365.
- [32] 周方文, 马田田, 李晓文, 崔保山. 黄河三角洲滨海湿地生态系统服务模拟及评估. *湿地科学*, 2015, 13(6): 667-674.
- [33] 杨敏, 刘世梁, 孙涛, 富伟. 黄河三角洲湿地景观边界变化及其对土壤性质的影响. *湿地科学*, 2009, 7(1): 67-74.
- [34] 汪小钦, 王钦敏, 励惠国, 刘高焕. 黄河三角洲土地利用/覆盖变化的微地貌区域分异. *地理科学*, 2008, 28(4): 513-517.
- [35] 宋红丽. 围填海活动对黄河三角洲滨海湿地生态系统类型变化和碳汇功能的影响[D]. 长春: 中国科学院研究生院(东北地理与农业生态研究所), 2015.
- [36] 刘志杰. 黄河三角洲滨海湿地环境区域分异及演化研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013.
- [37] 刘莉, 韩美, 刘玉斌, 潘彬. 黄河三角洲自然保护区湿地植被生物量空间分布及其影响因素. *生态学报*, 2017, 37(13): 4346-4355.
- [38] 顾效源. 现代黄河三角洲滨海湿地地质环境演化模式[D]. 青岛: 中国石油大学(华东), 2016.